Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région des Maritimes **Avis scientifique 2018/045**

STRATÉGIE D'ÉTABLISSEMENT D'UNE OU DE PLUSIEURS POPULATIONS AUTOSUFFISANTES DE CORÉGONES DE L'ATLANTIQUE ET CRÉATION D'UN CADRE POUR L'ÉVALUATION D'HABITATS LACUSTRES PROPICES

Corégone de l'Atlantique (Coregonus huntsmani) (Source : MPO 2009)

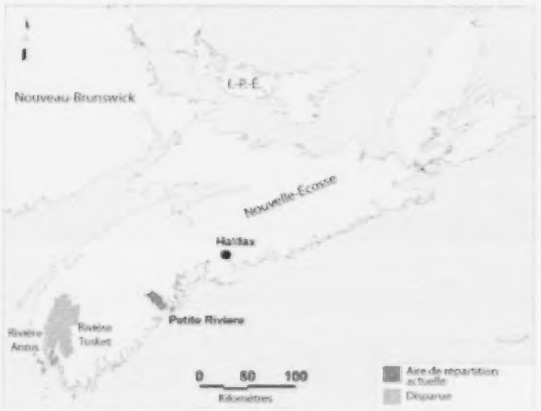

Figure 1. Aire de répartition mondiale du corégone de l'Atlantique.

Contexte :

Le corégone de l'Atlantique (Coregonus huntsmani) est une espèce en voie de disparition exposée à un risque élevé de disparition à l'échelle mondiale. L'aire de répartition mondiale de l'espèce a été restreinte, depuis au moins les trois dernières décennies, à trois petits lacs interconnectés dans la partie supérieure du bassin versant de la Petite Rivière, dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. La survie continue du corégone de l'Atlantique est maintenant menacée encore davantage par des espèces de poissons piscivores envahissantes introduites illégalement (l'achigan à petite bouche [avant 2003] et le brochet maillé [2013]) dans cet habitat restant.

L'expansion de l'aire de répartition, c'est-à-dire l'établissement de populations autosuffisantes à l'extérieur de l'habitat de la Petite Rivière occupé actuellement, constitue l'objectif en matière de répartition dans le programme de rétablissement du corégone de l'Atlantique et pourrait aussi prévenir sa disparition. Au printemps 2017, Pêches et Océans Canada (MPO) a étudié trois options pour appuyer la survie et le rétablissement du corégone de l'Atlantique. Ces options sont les suivantes : le transfert simple, le transfert avec rétention temporaire et la mise en place d'un nouveau programme de propagation au Centre de biodiversité du MPO, avec l'option du transfert avec rétention temporaire approuvé. Dans cette option, les corégones de l'Atlantique capturés dans les lacs de la Petite Rivière seraient transportés à un Centre de biodiversité du MPO où ils seraient conservés à court terme avant d'être relâchés dans leur nouvel habitat non natal. Cependant, il n'y a pas assez de corégones sauvages de l'Atlantique dans la nature pour que cette option ait une probabilité raisonnable de réussite pour le moment. Une propagation pourrait accroître les chances que les remises dans la nature de corégones de l'Atlantique débouchent sur l'établissement réussi de populations autosuffisantes.

Septembre 2018

Canada

On étudie actuellement les possibilités d'élargir l'aire de répartition de l'espèce à un ou plusieurs autres systèmes dans son aire de répartition historique présumée et à des zones adjacentes à l'extérieur des lacs de la Petite Rivière. Un avis scientifique sur la stratégie recommandée afin de maximiser les chances d'établir des populations autosuffisantes de corégones de l'Atlantique est requis pour mener les activités de remise dans la nature dans des habitats en dehors des lacs de la Petite Rivière. Un avis scientifique est également nécessaire pour élaborer un cadre permettant d'évaluer si les éventuels plans d'eau conviennent au corégone de l'Atlantique.

Le présent avis scientifique découle de la réunion tenue les 1er et 2 novembre 2017 au sujet de la Stratégie d'établissement d'une ou de plusieurs populations autosuffisantes de corégones de l'Atlantique et de l'élaboration d'un cadre pour l'évaluation d'habitats lacustres propices. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada.

SOMMAIRE

- Le corégone de l'Atlantique est une espèce en voie de disparition exposée à un risque élevé de disparition à l'échelle mondiale. Le seul stock d'origine restant provient des lacs de la Petite Rivière (les lacs Minamkeak, Milipsigate et Hebb).
- L'introduction d'espèces prédatrices envahissantes (l'achigan à petite bouche et le brochet maillé) dans tout le reste de l'habitat essentiel du corégone de l'Atlantique demeure une menace émergente et importante pour la survie continue de l'espèce. Dans le lac Hebb, le corégone de l'Atlantique a diminué en deçà des seuils perceptibles depuis l'introduction du brochet maillé, ce qui réduit encore d'un tiers environ la répartition mondiale de l'espèce.
- L'abondance de la population de corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière n'a jamais été évaluée de manière quantitative et, par conséquent, son abondance, par rapport à la taille de la population minimale viable, est inconnue. On ne sait pas combien de corégones de l'Atlantique peuvent être retirés de manière sécuritaire des lacs de la Petite Rivière dans le cadre des activités de rétablissement.
- Pour pouvoir élargir l'aire de répartition des populations lacustres ou anadromes, il faudra les propager afin d'avoir suffisamment de corégones de l'Atlantique pour atteindre des cibles de remise dans la nature offrant une probabilité raisonnable d'établissement de populations autosuffisantes.
- Les programmes de remise dans la nature aux fins de conservation des corégonidés ont réussi à établir des populations autosuffisantes. Des cibles comparables de propagation d'œufs et de larves de corégone de l'Atlantique nécessiteraient environ 220 à 320 adultes matures affichant les caractères (taille, fécondité) de la population de donneurs lacustres ou 95 à 135 adultes matures issus de la pêche sauvage et conservés en captivité.
- Les corégones de l'Atlantique ainsi propagés devraient être relâchés dans la nature au stade biologique le plus précoce possible afin de réduire les risques associés à la sélection de domestication. Le stade biologique privilégié pour la remise dans la nature des corégones de l'Atlantique dans le cadre des efforts de rétablissement est le stade post-larvaire vésiculé.
- Les lâchers doivent avoir lieu progressivement à mesure que les poissons sont produits, et se poursuivre jusqu'à ce que les cibles de remise dans la nature aient été atteintes pendant un nombre d'années adéquat. Il est peu probable qu'un nombre suffisant soit disponible

pour permettre plus d'une population les premières années d'un nouveau programme de propagation.

- Au minimum, les critères de sélection du site de remise dans la nature pour les populations d'eau douce devraient inclure des systèmes qui : sont exempts d'espèces envahissantes ou comptent des obstacles au passage du poisson vers l'amont; maintiennent un pH >5,0; et sont suffisamment grands et profonds pour fournir un hypolimnion bien oxygéné d'eau froide durant les conditions estivales. Les mêmes critères pourraient s'appliquer en général aux populations anadromes, mais il faudrait prévoir un système offrant un accès direct à la mer.
- Il est très peu probable que les objectifs visant à établir d'autres populations d'eau douce (pour la survie) et des populations anadromes (pour le rétablissement) puissent être atteints sans une intervention humaine importante et à long terme.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*) est une espèce classée comme « gravement menacée d'extinction » par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et présente un risque élevé de disparition mondiale (Smith 2017). L'espèce a été désignée pour la première fois en 1984 comme étant en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Le COSEPAC a réexaminé et confirmé à nouveau ce statut en 2000 (COSEPAC 2000) et encore en 2010 (COSEPAC 2010). Le corégone de l'Atlantique est protégé en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) depuis 2003 (MPO 2006). En vertu de la LEP, c'est le ministère des Pêches et des Océans (MPO) qui est chargé de prévenir la disparition du corégone de l'Atlantique (MPO 2016a). Pêches et Océans Canada a élaboré un programme de rétablissement du corégone de l'Atlantique (MPO 2006; 2016a) qui énonce toujours l'objectif suivant : « atteindre une stabilité de la population existante de corégone de l'Atlantique en Nouvelle-Écosse, le rétablissement de la forme anadrome et l'expansion hors de l'aire de répartition actuelle. »

L'aire de répartition mondiale du corégone de l'Atlantique a été limitée, au moins depuis les trois dernières décennies, au bassin hydrographique de la Petite Rivière, dans la zone combinée d'environ 16 km^2 des lacs Minamkeak, Milipsigate et Hebb (ci-après les lacs de la Petite Rivière) (Bradford *et al.* 2015; Bradford 2017). Les lacs de la Petite Rivière sont la source d'approvisionnement en eau de la municipalité de Bridgewater, en Nouvelle-Écosse, et n'ont pas été accessibles depuis la mer pendant plusieurs décennies, jusqu'à l'ouverture du passage du poisson au barrage du lac Hebb en 2012 (Themelis *et al.* 2014). Les lacs de la Petite Rivière ont été désignés comme habitat essentiel du corégone de l'Atlantique, l'habitat essentiel étant défini comme l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite (MPO 2016b). À l'heure actuelle, la survie de l'espèce dépend de sa production continue dans l'habitat essentiel des lacs de la Petite Rivière.

Plusieurs facteurs ont contribué au déclin de l'abondance du corégone de l'Atlantique (MPO 2016a); toutefois, l'établissement d'espèces de poissons envahissantes piscivores, introduites illégalement, l'achigan à petite bouche (avant 2003) et le brochet maillé (depuis 2013) dans les lacs de la Petite Rivière, constitue une menace émergente et importante pour sa survie et son rétablissement. La présence d'espèces prédatrices dans l'ensemble de l'habitat essentiel du corégone de l'Atlantique menace sa survie et augmente les risques d'extinction. Depuis la détection du brochet maillé en 2013, peu de corégones de l'Atlantique ont été observés au cours de divers types de surveillance dans les lacs de la Petite Rivière (voir l'annexe 1) (MPO 2009; Themelis *et al.* 2014; Bluenose Coastal Action Foundation 2015, 2016). D'après des

niveaux semblables d'effort de surveillance, l'abondance du corégone de l'Atlantique a diminué en dessous des seuils détectables dans le lac Hebb, ce qui s'est traduit par une réduction supplémentaire de son aire de répartition mondiale d'environ un tiers depuis la dernière évaluation de l'espèce effectuée par le COSEPAC en 2010.

Des corégones de l'Atlantique adultes ont été observés pour la dernière fois en 2014 à un emplacement situé immédiatement en dessous du barrage du lac Milipsigate. Des larves de corégone de l'Atlantique (jeunes de l'année) ont été interceptées au même endroit à l'aide d'un piège rotatif (tourniquet à saumoneaux) en 2015 (n=4), 2016 (n=52) et 2017 (n=37) (Bluenose Coastal Action Foundation 2015; 2016; données inédites). Ces larves sont considérées comme perdues pour la population puisqu'il n'y a pas de passage du poisson en amont pour leur permettre de retourner dans leur lac d'origine et elles demeurent exposées à un prédateur important lorsqu'elles vont vers l'aval. Au printemps 2017, le MPO a étudié trois options pour fournir des corégones de l'Atlantique aux efforts de survie et de rétablissement de la population : un simple transfert (de corégones des lacs de la Petite Rivière directement dans un site non natal), un transfert avec rétention temporaire (transfert de corégones des lacs de la Petite Rivière dans une installation de biodiversité du MPO avant de les relâcher dans un site non natal) et l'établissement d'un nouveau programme de propagation exécuté dans une installation de biodiversité du MPO (transfert de corégones des lacs de la Petite Rivière dans une installation de biodiversité du MPO pour une rétention à long terme en tant que stock de géniteurs à partir duquel on procédera à un élevage en captivité). Le transfert avec rétention temporaire a été approuvé, mais il n'y a pas assez de corégones de l'Atlantique disponibles dans les lacs de la Petite Rivière pour que cette option offre une probabilité raisonnable de réussir à établir une population par transfert.

La propagation et le transfert sont des approches qui ont déjà été proposées en tant qu'aides à la survie et au rétablissement du corégone de l'Atlantique (MPO 2009, Bradford 2017). La propagation, l'augmentation et la réintroduction (PAR, voir à l'annexe 2) contrôlées d'animaux en voie de disparition sont devenues des mesures prioritaires pour le rétablissement et, bien souvent, constituent des mesures de dernier recours pour rétablir ou maintenir des populations existantes (McMurray et Roe 2017). En général, la conception et la mise en œuvre des mesures de rétablissement du corégone de l'Atlantique ont été entravées par le manque d'information sur la biologie fondamentale, la physiologie, le cycle biologique et les besoins en matière d'habitat de l'espèce (Cook *et al.* 2010). La réussite des activités mises en œuvre pour assurer la survie de la population existante et le rétablissement de l'espèce en élargissant son aire de répartition et en rétablissant l'anadromie dépend de la capacité d'adaptation de la population restante aux changements permanents environnementaux et anthropiques dans les lacs de la Petite Rivière (Bradford *et al.* 2004; MPO 2004a; MPO 2009) et de la viabilité des poissons relâchés dans de nouveaux habitats marins et dulcicoles (MPO 2004; 2009).

Le rétablissement du corégone de l'Atlantique est considéré comme faisable tant sur le plan biologique que technique (MPO 2006, MPO 2016a), et une expertise technique considérable a été accumulée pour la propagation de l'espèce à l'ancien centre de biodiversité de Mersey (Whitelaw *et al.* 2015). De récents efforts de surveillance dans les lacs de la Petite Rivière suggèrent que l'abondance du corégone de l'Atlantique est extrêmement faible (Themelis *et al.* 2014; Bluenose Coastal Action Foundation 2015, 2016) et, combinés à l'échec des activités d'empoissonnement expérimental dans le lac Anderson pour atteindre le succès de la reproduction (Bradford *et al.* 2015), soulignent l'importance de rétablir un programme de propagation pour le corégone de l'Atlantique. Il est nécessaire de recourir à la propagation pour tirer parti du nombre limité de corégones de l'Atlantique qui pourraient être capturés dans les

lacs de la Petite Rivière, en vue d'obtenir un stock d'origine suffisant pour les objectifs en matière de survie et de rétablissement. Ce rapport a donc pour objectif d'examiner l'applicabilité des activités de PAR qui, à la lumière des limites connues de notre compréhension du corégone de l'Atlantique, appuieront le mieux les objectifs de rétablissement visant à établir d'autres populations d'eau douce (pour la survie) et anadromes (pour le rétablissement), ainsi que de donner des orientations à leur sujet.

BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE DE L'ESPÈCE

Le corégone de l'Atlantique appartient à la famille des salmonidés et à la sous-famille des corégonidés, qui sont des espèces de corégone d'eau douce dont la répartition mondiale s'étend dans les zones subarctiques et tempérées nordiques (Cavender 1970). Sur les plans phylogénétique (Bradford *et al.* 2010) et phénotypique (Hasselman *et al.* 2009), le corégone de l'Atlantique est distinct de toutes les autres espèces de corégonidés et, par conséquent, représente une lignée unique dans son genre. Il est endémique à la Nouvelle-Écosse et constitue un élément unique et irremplaçable de la biodiversité locale, nationale et mondiale (MPO 2016a).

On pense que le corégone de l'Atlantique était largement répandu dans toute la région des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse avant la colonisation par les Européens (Bradford *et al.* 2004; MPO 2009). Cependant, dès la moitié du XX^{e} siècle, les observations signalées de corégone de l'Atlantique ont été limitées aux bassins hydrographiques de la rivière Tusket-Annis et de la Petite Rivière (figure 1), et à de rares rapports dans les eaux côtières proches de ces deux réseaux hydrographiques (Scott et Scott 1988; MPO 2009). Même si l'espèce est considérée comme étant de nature anadrome, la population sauvage se trouve dans trois petits lacs d'eau douce interconnectés et semi-naturels (16 km^2) dans la partie supérieure du bassin versant de la Petite Rivière, à savoir le lac Minamkeak, le lac Milipsigate et le lac Hebb (figure 2) (Bradford *et al.* 2004; MPO 2016a). Le corégone de l'Atlantique présente une faible diversité génétique globale et aucune différenciation génétique n'a été détectée entre les individus des lacs Minamkeak, Milipsigate et Hebb (Cook 2012).

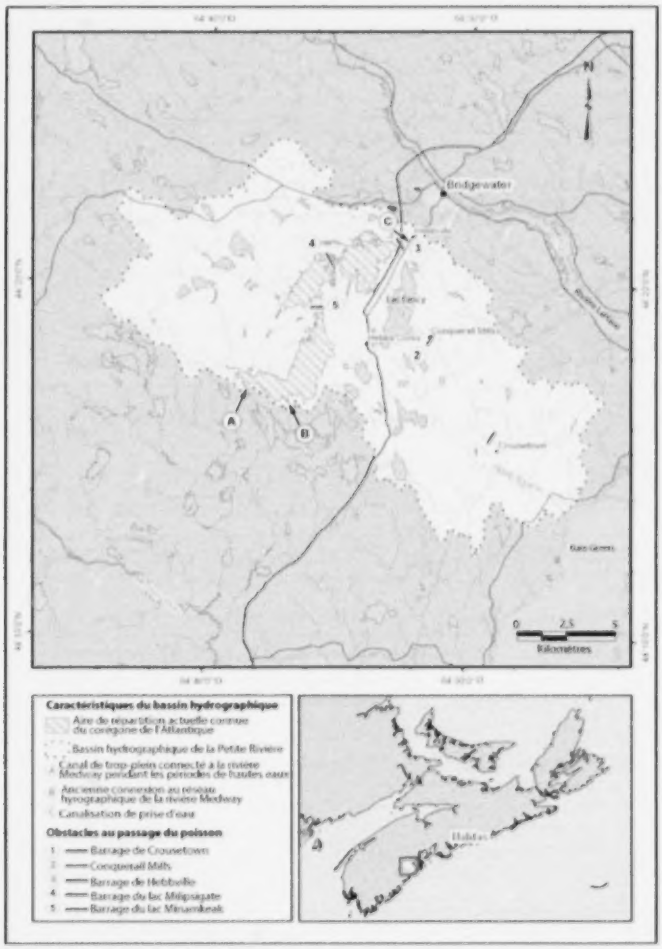

Figure 2. Carte du bassin hydrographique de la Petite Rivière.

Les adultes anadromes de la population de la rivière Tusket-Annis, maintenant disparue, étaient généralement plus gros (jusqu'à 50 cm de longueur à la fourche [LF] et 3,6 kg) que les résidents d'eau douce des lacs de la Petite Rivière (habituellement moins de 30 cm de longueur à la fourche) (MPO 2009). La maturité des individus sauvages de la population des lacs de la Petite Rivière se manifeste à environ 20 cm de longueur à la fourche et dès l'âge de 2 ans, l'âge maximal à l'état sauvage étant estimé à 4-5 ans (MPO 2009). Même si l'on sait que le cycle de vie du corégone de l'Atlantique s'accomplit dans les lacs de la Petite Rivière, le frai n'a jamais été observé dans la nature et les exigences en matière d'habitat de frai demeurent inconnues (MPO 2009).

Les données historiques indiquent que les corégones de l'Atlantique anadromes gravides remontaient la rivière Tusket de la fin du mois de septembre au mois de novembre (Edge et Gilhen 2001). Tant les corégones de l'Atlantique résidents du lac capturés à l'état sauvage que leur descendance élevée jusqu'à la maturité en captivité (sous la lumière naturelle et selon le profil des températures saisonnières) fraient de la fin novembre au début du mois de janvier (Whitelaw *et al.* 2015). La fécondité des corégones de l'Atlantique prélevés dans les lacs de la

Petite Rivière et élevés en captivité variait d'environ 1 000 œufs extrudés par femelle de 25 cm de longueur à la fourche à environ 12 000 œufs extrudés par femelle de 45 cm de longueur à la fourche (MPO 2009; Whitelaw *et al.* 2015). Les femelles d'élevage atteignent à peu près la même taille que celle des femelles matures sexuellement issues de la population anadrome de la rivière Tusket-Annis. La production d'œufs par femelle anadrome devrait par conséquent être environ quatre fois plus élevée que celle des femelles lacustres (MPO 2009). Les larves émergent en avril ou en mai dans les conditions d'incubation typiques de la Nouvelle-Écosse en hiver et au printemps, et la métamorphose en juvéniles commence une trentaine de jours après l'éclosion (Hasselman *et al.* 2007; MPO 2009).

On connaît mal l'utilisation de l'habitat par les différents stades biologiques du corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière. L'échantillonnage effectué jusqu'à ce jour a montré qu'ils sont présents dans les lacs et les cours d'eau qui relient les trois lacs (p. ex., les œufs sont démersaux, les juvéniles ont été échantillonnés dans les eaux peu profondes, les adultes et les sous-adultes sont pélagiques) (MPO 2009; Cook *et al.* 2014). Des larves de corégone de l'Atlantique ont été prélevées en aval du barrage du lac Milipsigate ces trois dernières années (2015-2017) (Bluenose Coastal Action Foundation 2015; 2016; A. Breen, comm. pers.); toutefois, leur lac d'origine (p. ex., Milipsigate ou Minamkeak) n'a pas été confirmé. Les analyses des contenus stomacaux du corégone de l'Atlantique des lacs de la Petite Rivière ont révélé un régime alimentaire composé d'insectes aquatiques et de petits poissons, mais pas d'organismes benthiques (Edge et Gilhen 2001).

Des expériences en laboratoire ont démontré que la croissance du corégone de l'Atlantique est possible à des températures comprises entre 11,7 °C et 24,0 °C, la croissance étant optimale à 16,5 °C (Cook *et al.* 2010). La survie des œufs diminue à un pH inférieur à 5,0, tandis qu'un pH de moins de 4,5 abaisse le taux de survie des larves et des stades biologiques juvéniles (Cook *et al.* 2010). La tolérance à la salinité augmente avec le développement ontogénétique. La survie au moment de l'éclosion des larves diminue, passant de 100 % en eau douce à 93 et de 91 % à des taux de 15 et 30 ppm, tandis que les juvéniles et les adultes tolèrent jusqu'à 30 ppm (Cook *et al.* 2010). Les œufs fécondés ne tolèrent pas le sel et le corégone de l'Atlantique est par conséquent considéré comme un reproducteur obligé en eau douce (Cook *et al.* 2010).

On ne connaît pas les préférences du corégone de l'Atlantique anadrome en matière d'habitat marin, bien que sa présence ait été documentée dans les estuaires et les baies voisins de la rivière Tusket et de la Petite Rivière (MPO 2016a). L'occurrence du corégone de l'Atlantique dans des emplacements éloignés comme Hall's Harbour (Nouvelle-Écosse) (Scott et Scott 1988) indique que l'espèce n'était pas entièrement résidente des estuaires (MPO 2009). Les corégones de l'Atlantique capturés dans le milieu marin se nourrissaient de crevettes, d'amphipodes, de poissons et de vers marins (Edge 1987; MPO 2009).

OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

L'abondance du corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière n'a jamais été évaluée de façon quantitative, mais les renseignements disponibles laissent entendre que l'abondance absolue est très faible et en déclin (MPO 2009; COSEPAC 2010; MPO 2016a). Le déclin d'autres espèces indigènes (comme le meunier noir, le baret, etc.) est intervenu simultanément depuis l'introduction de prédateurs non indigènes envahissants, particulièrement depuis la découverte du brochet maillé en 2013 (Bluenose Coastal Action Foundation 2015, 2016).

Les renseignements disponibles sur l'abondance et la productivité présentes et passées des populations de corégone de l'Atlantique ne sont pas suffisants pour servir de fondement à l'établissement de cibles d'abondance par bassin hydrographique aux fins du rétablissement, ni pour déterminer le nombre de populations requises pour assurer la viabilité à long terme de l'espèce (MPO 2009; Bradford 2017). L'effectif minimal de la population requis pour maintenir la diversité génétique a été précédemment évalué de l'ordre de 550 à 2 000 individus matures et un objectif provisoire d'abondance par bassin hydrographique, au-dessus du point médian de cette fourchette (> 1 275 individus matures) a été proposé (MPO 2009) et adopté en guise d'objectif en matière de population dans le programme de rétablissement (MPO 2016a).

Même si elles sont généralement considérées comme nettement inférieures à la taille de la population recensée (l'abondance), les estimations de la taille effective de la population génétique (N_e) représentent une estimation théorique à long terme du nombre d'individus contribuant à une génération (Frankham 1995). Les estimations de N_e pour le corégone de l'Atlantique se situaient entre 18 et 38 individus (Cook 2012). Aucune preuve n'est venue indiquer que l'espèce a récemment connu un goulot d'étranglement démographique, mais la population des lacs de la Petite Rivière est restée à une faible taille effective pendant la plus grande partie de son histoire récente (c.-à-d. 100 ans; Cook 2012). Les estimations de N_e mentionnées par Cook (2012) sont parmi les plus faibles signalées pour une seule population de poissons. En l'absence de données d'évaluation quantitative de la population, ces estimations constituent d'autres éléments de preuve qui valident la taille extrêmement petite de la population et la faible diversité génétique du corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière (Cook 2012).

EXPÉRIENCE DE PROPAGATION ET DE REMISE DANS LA NATURE DE CORÉGONES DE L'ATLANTIQUE

De 2000 à 2012, le MPO a mené avec succès un programme de propagation du corégone de l'Atlantique en transférant des poissons sauvages dans une installation, puis à des sites de remise dans la nature (MPO 2016a). Des corégones de l'Atlantique ont été élevés en captivité pour la première fois au Centre de biodiversité de Mersey du MPO, à Milton, en Nouvelle-Écosse, en décembre 2000, à l'aide d'adultes sauvages capturés dans les lacs de la Petite Rivière (Whitelaw *et al.* 2015). Le principal objectif des premiers essais de propagation était de fournir un petit nombre d'œufs, de larves et de juvéniles à des fins de recherche (Hasselman *et al.* 2007; Cook 2012; Bradford *et al.* 2015).

Le personnel du Centre de biodiversité de Mersey a obtenu de bons résultats pour augmenter le succès de la fertilisation des œufs et réduire la mortalité des poissons d'âge 0+, ce qui a produit des excédents importants et cumulés de poissons F1 (première génération issue de parents sauvages élevés en captivité) par rapport aux besoins de la recherche (Bradford *et al.* 2015). Les lâchers expérimentaux des corégones de l'Atlantique F1 excédentaires dans un habitat non indigène ont été acceptés en tant qu'utilisation éthique et scientifique des poissons (Bradford *et al.* 2015). On a reconnu que les remises dans la nature pourraient, au fil du temps, mener à un élargissement de l'aire de répartition de l'espèce et à l'établissement possible d'une population de réserve (Bradford *et al.* 2015; MPO 2016a). Toutefois, il est également reconnu que les lâchers de poissons excédentaires ne devraient pas équivaloir à une stratégie d'empoissonnement conçue pour maximiser la probabilité que l'activité produise des populations autosuffisantes (Bradford *et al.* 2015).

Deux emplacements ont été sélectionnés pour recevoir les corégones de l'Atlantique F1 : la partie du réseau hydrographique de la Petite Rivière située sous le barrage du lac Hebb (alors) infranchissable, et le lac Anderson, dans le comté d'Halifax, en Nouvelle-Écosse (Bradford *et al.* 2015). Le site du cours inférieur de la Petite Rivière offrait la possibilité d'évaluer la réaction des F1 à l'accès libre aux eaux de marée, tandis que le lac Anderson représentait l'habitat lacustre vacant où les résultats de l'empoissonnement dépendraient entièrement de la réaction des poissons ensemencés dans l'habitat lacustre (Bradford *et al.* 2015).

La surveillance du corégone de l'Atlantique dans le lac Anderson (de 2006 à 2010 et en 2012) a montré que certains poissons d'élevage ont pu survivre, grossir et atteindre la maturité sexuelle (Bradford *et al.* 2015). Toutefois, il n'y avait aucune indication du succès de la reproduction, et une population autonome ne s'est pas établie (Bradford *et al.* 2015). La surveillance assurée par le Secteur des sciences du MPO en 2016 et en 2017 n'a pas permis de trouver des preuves que le corégone de l'Atlantique persiste encore dans le lac Anderson. Bien que les poissons remis dans la nature dans le cadre du programme n'aient pas réussi à s'établir en population autosuffisante, le programme a permis de développer l'expertise et les techniques nécessaires à la reproduction et à l'élevage d'un grand nombre de corégones de l'Atlantique en captivité, y compris la capacité de reconditionner les poissons capturés en milieu naturel pour qu'ils fraient fréquemment, plusieurs années de suite (Bradford *et al.* 2015; MPO 2016a). De plus, il a été confirmé que l'espèce tolère le transport et la remise à l'eau subséquente dans des zones à l'extérieur de son aire de répartition actuelle et que des lacs de taille appropriée peuvent servir d'installations de rétention temporaire pour exposer les poissons propagés à des conditions naturelles avant de les prélever à nouveau.

EXPÉRIENCE DE LA REMISE DANS LA NATURE DE CORÉGONIDÉS EN EUROPE

Des programmes de remise dans la nature aux fins de conservation d'espèces apparentées de corégonidés ont réussi à établir des populations autosuffisantes. Le transfert et la remise dans la nature des corégonidés sont pratiqués depuis des siècles et ont considérablement élargi leur aire de répartition en Europe (CECPI 1994). Au cours des dernières décennies, des remises dans la nature de *Coregonus lavaretus* et de *Coregonus albula*, visant à établir des populations refuges, ont été menées au Royaume-Uni avec succès ou une forte probabilité de succès (voir Winfield *et al.* 2012, Thomas *et al.* 2013 et Adams *et al.* 2014; résumés dans Bradford *et al.* 2015; Bradford 2017). Ces initiatives comprenaient la remise dans la nature d'œufs ou de larves propagés et, à l'occasion, la transplantation d'adultes capturés à l'état sauvage. Il est important de noter qu'aucun juvénile F1 n'a été relâché dans le cadre de ces programmes. En revanche, les corégones de l'Atlantique adultes relâchés dans le lac Anderson jusqu'en 2008 étaient des croisements F1 et élevés en captivité et aucun œuf n'a été distribué (Bradford *et al.* 2015). En ce qui a trait au lâcher de larves de corégonidés, il est intéressant de noter que la superficie du lac Anderson est du même ordre que celle des lacs empoissonnés avec des larves au Royaume-Uni (Bradford *et al.* 2015). Bien que la superficie du lac ne soit pas directement équivalente à la disponibilité d'un habitat adapté, il est malgré tout utile de noter que le nombre total de larves de corégone de l'Atlantique relâchées dans le lac Anderson était relativement faible par unité de surface (ha) (Bradford *et al.* 2015; Bradford 2017).

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA STRATÉGIE DE REMISE DANS LA NATURE DE CORÉGONES DE L'ATLANTIQUE

Les activités de propagation, augmentation et réintroduction (PAR) peuvent jouer un rôle important dans le rétablissement des espèces, surtout lorsque des mesures de rétablissement ou d'atténuation des menaces ne sont pas disponibles ou ne sont pas efficaces à court terme (McMurray et Roe 2017). L'objectif principal des efforts de PAR est d'établir des populations viables sur le plan de la reproduction, en liberté et autosuffisantes (UICN/Commission de survie des espèces 2013; McMurray et Roe 2017). Il est conseillé de prendre des mesures visant à entreprendre des efforts de PAR dans les cas suivants : 1) la population risque fortement de disparaître du pays; 2) elle est disparue du pays et il est peu probable que des processus naturels lui permettent de recoloniser des zones autrefois occupées; 3) elle est incapable d'une recolonisation naturelle; 4) la population constitue une partie importante de la population totale ou de la diversité génétique de cette espèce (McMurray et Roe 2017). Tous ces critères s'appliquent au corégone de l'Atlantique (Bradford 2017).

Les activités de propagation, d'augmentation et de réintroduction ne doivent pas empêcher de contrer les facteurs qui sont à l'origine du déclin de l'espèce à l'état sauvage (Cowx 1994; Snyder *et al.* 1996; MPO 2008; George *et al.* 2009; UICN/Commission de survie des espèces 2013; McMurray et Roe 2017). Toutefois, si les autres options de rétablissement traitant ces facteurs ne sont pas susceptibles d'être efficaces dans un avenir prévisible, les activités de PAR peuvent être des mesures de dernier recours (USFWS 2000; McMurray et Roe 2017). La présence de l'achigan à petite bouche et du brochet maillé dans les lacs de la Petite Rivière menace la survie du corégone de l'Atlantique. Bien que les mesures de contrôle des espèces envahissantes fondées sur les retraits puissent être efficaces pour réduire les répercussions de ces prédateurs, on ne sait pas combien de temps il faudra pour obtenir un avantage mesurable pour la population de corégones de l'Atlantique, ou pour maintenir la fonction des lacs de la Petite Rivière en tant qu'habitat du corégone de l'Atlantique (Bradford 2017). Il est très peu probable que les objectifs de rétablissement et de survie du corégone de l'Atlantique puissent être atteints sans une intervention humaine importante et à long terme.

Des mesures immédiates sont requises pour assurer la survie continue et le rétablissement éventuel du corégone de l'Atlantique. Les efforts visant à établir des populations supplémentaires, en eau douce ou anadromes, nécessiteront des efforts de propagation pour obtenir un nombre suffisant de poissons et permettre les activités de remise dans la nature. Les considérations liées à la stratégie de remise dans la nature de corégones de l'Atlantique sont décrites ci-après et sont présentées compte tenu de l'incertitude qui entoure notre compréhension limitée de l'abondance de la population actuelle de l'espèce, de son cycle biologique et de ses besoins en matière d'habitat.

CLASSEMENT DES OPTIONS D'ENSEMENCEMENT

Bradford (2017) propose un classement des options de remise dans la nature de corégones de l'Atlantique à partir des critères de sélection décrits dans l'outil d'aide à la décision pour l'ensemencement de corégones de l'Atlantique (MPO 2004b), qui eux-mêmes reposent sur le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques. Les options de remise dans la nature de corégones de l'Atlantique ont été évaluées et classées en fonction de l'aire de répartition actuelle de l'espèce (les lacs de la Petite Rivière); de ses emplacements passés (les rivières Tusket-Annis); et de la région biogéographique où des emplacements sont susceptibles de convenir à d'autres populations (les hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse) (Bradford

2017). Dans chacune de ces catégories, le potentiel d'établir des populations lacustres et anadromes a été pris en considération pour six options en tout. Les critères de classement sont entièrement décrits dans l'ouvrage de Bradford (2017).

L'ensemencement visant à développer l'anadromie chez la population des lacs de la Petite Rivière a été classé au premier rang parmi les six objectifs d'emplacement et de cycle biologique pris en compte, en fonction de la note globale et du classement par rapport à chaque attribut des différentes activités de remise dans la nature (Bradford 2017). L'ensemencement visant à améliorer la production de la population des lacs de la Petite Rivière a été classé au deuxième rang en fonction de la note globale, surtout en raison de la plus grande certitude de l'existence d'un habitat propice dans les lacs, d'un niveau existant de réceptivité chez le public et de la portée des dommages admissibles qui a déjà été définie et traitée par les mesures de gestion (Bradford 2017). Toutefois, cet objectif a obtenu un classement faible par rapport aux attributs de l'harmonisation avec le programme de rétablissement du MPO, des avantages en matière de conservation et des exigences opérationnelles (infrastructure sur place) afin de soutenir les activités d'ensemencement aux fins de conservation (Bradford 2017). C'est l'ensemencement visant à établir des populations anadromes qui a régulièrement été classé au premier rang pour les trois options d'emplacement envisagées (tableau 3 dans Bradford 2017).

STOCK D'ORIGINE

L'ancien programme de propagation du corégone de l'Atlantique, mené par le MPO, a pris fin au printemps 2012 avec la fermeture de l'installation de diversité de Mersey du MPO et ne peut par conséquent plus servir de stock d'origine (Whitelaw *et al.* 2015). Les lâchers expérimentaux dans le lac Anderson n'ont pas réussi à établir une population autosuffisante (Bradford *et al.* 2015) et, de ce fait, le lac Anderson n'est pas un stock d'origine. L'ancienne population des rivières Tusket-Annis est considérée comme disparue (MPO 2004). Il n'y a pas de corégones de l'Atlantique en captivité (Bradford 2017). Le seul stock d'origine disponible pour appuyer des activités de PAR est celui des lacs de Petite Rivière. De plus, il est peu probable que le corégone de l'Atlantique continue de persister dans le lac Hebb, car il y est présent à des niveaux inférieurs aux niveaux détectables depuis plusieurs années à des efforts de surveillance semblables (Themelis *et al.* 2014; Bluenose Coastal Action Foundation 2015, 2016). C'est pourquoi les lacs Milipsigate et Minamkeak sont considérés comme les seuls endroits d'où des corégones de l'Atlantique pourraient provenir.

Des stades larvaires ont été recueillis chacune des trois dernières années (2015 (n=4), 2016 (n=52) et 2017 (n=37)) à l'aide d'un piège rotatif situé dans l'émissaire du barrage du lac Milipsigate (BCAF 2015; 2016; données inédites). On ne sait pas si ces larves proviennent du lac Milipsigate ou du lac Minamkeak. Elles sont considérées comme perdues pour leur lac d'origine puisqu'il n'existe pas de passage du poisson vers l'amont dans les barrages des lacs Milipsigate et Minamkeak et que tout déplacement vers l'aval les expose à un prédateur important où le risque cumulatif de mortalité est très élevé. Le risque associé au retrait des larves perdues de la population des lacs de la Petite Rivière est considéré comme négligeable, tandis que la collecte de poissons adultes pour servir de géniteurs poserait un risque relatif beaucoup plus grand pour la population étant donné que l'on ne connaît pas l'abondance des adultes, mais qu'on la présume en déclin. Le nombre de larves recueillies à ce jour indique qu'il faudra probablement en collecter sur plusieurs années pour produire un nombre suffisant de reproducteurs. Ces larves sont considérées comme représentatives de la variance génétique et phénotypique de la population disponible. La collecte de différentes classes d'âge pour constituer le stock d'origine contribuera à maximiser la diversité génétique disponible à partir de

la population des lacs de la Petite Rivière. Les efforts visant à recueillir et à transférer les larves de corégone de l'Atlantique à une installation sécurisée pour former la base d'un programme de propagation sont considérés comme ayant la plus haute priorité pour la survie et le rétablissement de l'espèce.

REMISE DANS LA NATURE - STADE BIOLOGIQUE

L'ensemencement à l'aide d'œufs et de larves a rencontré un certain succès lorsqu'il a été appliqué à des corégonidés au Royaume-Uni (examiné dans Bradford 2017). D'après les renseignements disponibles, quel que soit l'objectif pour la population, les poissons propagés devraient être relâchés dans la nature au stade biologique le plus précoce possible afin de réduire les risques associés à la sélection de domestication (Jones *et al.* 2006). Afin de réduire davantage les risques potentiels liés à la sélection de domestication, la remise dans la nature de la progéniture F1 née de parents sauvages capturés devrait être prioritaire par rapport à celle de la progéniture de parents reproduits et élevés en captivité (résumé dans Bradford 2017).

On ne connaît pas les emplacements des frayères et les exigences du corégone de l'Atlantique pour le frai. Il n'est pas recommandé de relâcher directement des œufs fécondés sur un substrat dont on ignore s'il est approprié, car cela donnerait probablement un très faible taux de survie. C'est pourquoi le stade biologique privilégié pour la remise dans la nature des corégones de l'Atlantique dans le cadre des efforts de PAR est le stade post-larvaire vésiculé. Les pratiques d'élevage peuvent sensiblement augmenter le succès de la fertilisation et la survie globale pendant le développement de l'œuf au stade larvaire, ce qui ne serait pas possible dans la nature et, par conséquent, peuvent aider à maximiser la productivité limitée des corégones de l'Atlantique provenant des lacs de la Petite Rivière. La survie des larves relâchées peut être renforcée en modifiant légèrement les températures de développement au cours de l'élevage. Ces modifications peuvent retarder l'éclosion jusqu'à plus tard dans la saison, et ainsi mieux faire coïncider le moment de la remise dans la nature des larves au stade post-vésiculé avec l'émergence de leurs proies planctoniques, afin qu'une source de nourriture suffisante soit disponible dans l'habitat récepteur (Luczynski 1984). Le stade biologique et la période de dévalaison des corégones de l'Atlantique anadromes sont inconnus. Les corégones de l'Atlantique propagés destinés à la remise dans la nature lorsque l'on vise une stratégie du cycle biologique anadrome devraient bénéficier d'un séjour plus long dans les eaux réceptrices afin d'optimiser le potentiel d'imprégnation du système dans lequel ils ont été relâchés.

REMISE DANS LA NATURE - OBJECTIF ET DURÉE

D'après l'information tirée des activités de remise dans la nature aux fins de conservation d'espèces de corégonidés apparentées, l'ordre de grandeur du nombre d'individus relâchés dans le lac Anderson était inférieur à celui des autres programmes (Bradford 2017). Au Royaume-Uni, les programmes de conservation ont réussi, ou devraient réussir, à établir des populations autosuffisantes après des distributions annuelles moyennes de 55 000 - 81 500 œufs fécondés, de 12 500 - 15 150 larves combinées à des nombres relativement bas (25-85) d'adultes sauvages (Bradford *et al.* 2015; Bradford 2017). Des cibles comparables de propagation d'œufs et de larves de corégone de l'Atlantique nécessiteraient environ 220 à 320 adultes matures affichant les caractères (taille, fécondité) de la population de donneurs lacustres ou 95 à 135 adultes matures issus de la pêche sauvage et conservés en captivité (tableau 1, Bradford 2017).

Ce sont les programmes de remise dans la nature qui procèdent à des introductions sur plusieurs saisons qui se sont avérés les plus efficaces (CECPI 1994). Il faudrait augmenter progressivement les lâchers au fur et à mesure de l'avancement du programme de propagation des corégones de l'Atlantique et de la production de poissons, jusqu'à ce que les objectifs de remise dans la nature aient été atteints, pendant un nombre d'années approprié. La réussite d'un programme de remise dans la nature est contrôlée et déterminée par l'établissement d'une population autosuffisante. L'échec d'un programme ne peut être déterminé avant que les objectifs de remise dans la nature aient été atteints pendant suffisamment d'années consécutives. Une approche adaptative, fondée sur la rétroaction éclairée tirée des activités de surveillance, doit être adoptée pour déterminer les exigences en matière de durée des remises dans la nature.

Tableau 1. Estimations du nombre de corégones de l'Atlantique requis pour produire le nombre moyen annuel d'œufs et de larves ensemencés au Royaume-Uni pour établir les populations de corégonidés. Les populations d'origine sont celles qui possédaient les caractéristiques des poissons sauvages ayant atteint la maturité reproductive et des poissons sauvages élevés en captivité jusqu'à la maturité reproductive (comme il est indiqué dans Bradford et al. 2010). Les estimations sont produites pour chaque source à partir de la taille moyenne et de la fécondité moyenne (œufs/femelle), ainsi que de la taille et de la fécondité ± 1 écart-type (ÉT). Les calculs supposent un taux de survie des œufs de 0,5 et des larves de 0,8 (Cook 2012; Whitelaw et al. 2015). (Modifié d'après Bradford 2017).

				Femelles nécessaires pour				Population en captivité de poissons sauvages			
				Œufs		Larves		Total de femelles		Adultes à 50:50	
Origine	Taille	Longueur à la fourche (cm)	Nombre d'œufs/ femelle	55 000	81 500	12 500	15 150	Min.	Max.	Min.	Max.
Sauvage	X - 1 ÉT	247	1 061	104	154	29	36	133	190	266	380
	X	260	1 278	86	128	24	30	110	158	220	316
	X + 1 ÉT	273	1 525	72	107	20	25	92	132	184	264
Élevage	X - 1ET	266	1 390	79	117	22	27	101	144	202	288
	X	329	2 999	37	54	10	13	47	67	94	134
	X + 1ET	392	5 653	19	29	6	7	25	36	50	72

REMISE DANS LA NATURE - CONSIDÉRATIONS SUR LES EMPLACEMENTS ET LA QUALITÉ DE L'HABITAT

Dans toute leur aire de répartition, les populations autosuffisantes de corégonidés ont besoin d'eaux oligotrophes et mésotrophes, fraîches et bien oxygénées (CECPI 1994). Comme pour la plupart des autres salmonidés, la température, l'oxygène dissous et le pH sont d'importants paramètres de qualité de l'eau et, avec la présence de substrats convenant au frai, définissent largement les emplacements des stocks autosuffisants de corégonidés (CECPI 1994).

La réaction du corégone de l'Atlantique à la qualité de l'eau varie en fonction du stade biologique (Cook *et al.* 2010). Des simulations ont montré que les populations dulcicoles résidentes peuvent survivre dans tous les bassins hydrographiques de la région des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse. Les probabilités médianes de survie dans chaque rivière variaient de 0,20 à 0,96, avec un taux de survie réduit dans les systèmes les plus acidifiés

(Cook 2012). L'inclusion des migrations anadromes dans les simulations a eu pour résultat une augmentation de 30 % de la probabilité de survie du corégone de l'Atlantique dans les rivières les plus acidifiées, quel que soit le stade biologique lors de la migration (Cook 2012).

On pense que le corégone de l'Atlantique était largement répandu dans toute la région des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse avant la colonisation par les Européens (Bradford *et al.* 2004; MPO 2009). Des sites convenables pour les remises dans la nature pourraient être déterminés et permettre de réaliser l'objectif de répartition visant l'établissement de plusieurs populations dans divers habitats, c.-à-d. dans plusieurs bassins hydrographiques. Cette approche a été suggérée pour augmenter la probabilité que les corégones de l'Atlantique relâchés dans la nature soient autosuffisants à long terme (MPO 2009; Bradford 2017). Les tentatives d'établir plusieurs populations dépendront de la disponibilité d'un nombre suffisant de poissons propagés sur un nombre d'années adéquat. Il est peu probable qu'un nombre suffisant soit disponible pour permettre plus d'une population les premières années d'un nouveau programme de propagation.

Il faut tenir compte de la qualité présente et future des habitats dans lesquels les poissons seront remis dans la nature (George *et al.* 2009). Plus précisément, pour les populations anadromes éventuelles, il est difficile de prendre en compte l'habitat marin compte tenu du nombre limité d'observations directes de corégones de l'Atlantique en mer au moment où les populations anadromes existaient (Edge et Gilhen 2001). La qualité de l'habitat pour les populations anadromes se limite donc à l'évaluation de la capacité des environnements dulcicoles à convenir aux stades biologiques en eau douce et de la disponibilité d'un accès libre aux eaux de marée (Bradford 2017).

CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES

Les évaluations géomorphologiques indiquent que les bassins hydrographiques de la Nouvelle-Écosse qui soutiennent ou étaient connus pour soutenir le corégone de l'Atlantique possèdent les mêmes attributs (Cook 2012). On présume par conséquent que les systèmes lac-rivière-estuaire des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse qui affichent des caractéristiques semblables à celles de la Petite Rivière et des rivières Tusket-Annis pourraient convenir à des populations lacustres ou anadromes de corégones de l'Atlantique (Cook 2012). Dans les parties méridionales et plus tempérées de leur aire de répartition, les espèces de corégonidés préfèrent les lacs profonds (CECPI 1994). Les lacs Minamkeak, Milipsigate et Hebb sont relativement peu profonds (de 13 à 16 m; tableau 2). Des études de télémétrie acoustique menées dans les lacs Hebb et Anderson ont montré que le corégone de l'Atlantique affiche une préférence pour les habitats en eaux plus profondes la plus grande partie de l'année, mais avec des signes de changements saisonniers pour un habitat de hauts-fonds à la fin de l'automne, dont on présume qu'ils représentent les déplacements vers les frayères (Cook *et al.* 2014). Comme le frai n'a jamais été observé, il n'est pas possible de caractériser le substrat de frai que préfère le corégone de l'Atlantique.

Tableau 2. Caractéristiques physiques des lacs de la partie supérieure du bassin versant de la Petite Rivière, connus comme habitat du corégone de l'Atlantique, et du lac Anderson où l'espèce a été introduite. (Source : Bradford et al. 2015; NS Lake Survey Program).

Lac	Superficie (ha)	Volume (m^3)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur max. (m)	Achigan à petite bouche	Brochet maillé
Hebb	431,0	$1,2 \times 10^7$	3,0	15	Oui	Oui
Milipsigate	335,8	$1,5 \times 10^7$	4,5	16	Oui	Oui
Minamkeak	788,6	$3,8 \times 10^7$	4,8	16	Oui	Non
Anderson*	61,7	$6,0 \times 10^6$	9,8	24	Non	Non

* - Habitat non natal, introduction du corégone de l'Atlantique.

Une taille minimale du lac n'a pas été déterminée, mais les lacs d'au moins 60 ha (c.-à-d. le lac Anderson) ont permis la croissance et la maturation sexuelle des corégones de l'Atlantique introduites (Bradford *et al.* 2015). Cook (2012) a montré que la diversité génétique et la taille effective de la population à long terme présentaient une corrélation positive avec la superficie du lac pour le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*). Sur le plan logistique, toutefois, il faut souligner que la complexité de la surveillance et les exigences en matière de ressources sont également probablement proportionnelles à l'augmentation de la taille du lac. La morphométrie du lac et la classification/quantification de l'habitat sont des facteurs qui n'ont pas été entièrement examinés pour évaluer si les habitats pourraient convenir au corégone de l'Atlantique. Il est recommandé d'étudier ces paramètres, car ils ont été suggérés comme utiles pour classifier l'habitat disponible (Coyle et Adams 2011) et déterminer les répartitions de niche entre les espèces et les interactions potentielles entre les prédateurs et les proies (Dolson *et al.* 2009; Sandlund *et al.* 2011).

QUALITÉ DE L'EAU

Les paramètres de la qualité de l'eau considérés comme les plus pertinents pour le corégone de l'Atlantique, notamment la température, le pH et la salinité, ont été sélectionnés pour des essais en laboratoire et présentés par Cook *et al.* (2010) et Cook (2012).

Température et oxygène dissous

Les températures optimale (16,5 °C) et maximale (24,6 °C - température élevée à laquelle la croissance est nulle) pour la croissance ont été déterminées à l'aide d'expériences en laboratoire (Cook *et al.* 2010). La température optimale intermédiaire pour le corégone de l'Atlantique est de 16,4 °C, semblable à celle du saumon rouge (*Oncorhynchus nerka)*. Cependant, la physiologie thermique du corégone de l'Atlantique est plus proche de celle du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*), les deux espèces affichant les niveaux les plus élevés de température maximale pour la croissance, de possibilités de croissance et de résistance thermique (Cook 2012).

Les lacs de la Petite Rivière peuvent subir une stratification thermique au cours de l'été, mais un hypolimnion d'eau froide n'est habituellement pas présent dans le lac Hebb (Edge 1987; COSEPAC 2010). Par conséquent, de grands volumes d'eau plus fraîche ne sont pas toujours disponibles dans le lac Hebb en été. Il est possible que les lacs de la Petite Rivière ne

fournissent qu'un habitat convenable limité au corégone de l'Atlantique, ce qui pourrait expliquer en partie la productivité globale restreinte de l'espèce dans ces lacs. En général, les niveaux d'oxygène dissous pour les corégonidés ne doivent pas être inférieurs à 4 mg/l dans l'hypolimnion et la saturation en oxygène dans les frayères ne doit pas tomber en dessous de 70 % (CECPI 1994).

Il est conseillé de quantifier l'habitat oxythermique disponible pour évaluer les plans d'eau envisagés pour des remises dans la nature de corégones de l'Atlantique et pour mener les études en cours sur les lacs de la Petite Rivière. La disponibilité de l'habitat oxythermique figure parmi les paramètres importants pour prévoir la dynamique des populations d'une espèce apparentée, le cisco (*Coregonus artedi*) (Jacobson *et al.* 2010; Lyons *et al.* 2017), et a été utilisée dans la modélisation des réactions de la population aux scénarios de changements climatiques futurs (Fang *et al.* 2012; 2016).

pH

Bon nombre des rivières en Nouvelle-Écosse qui ont peut-être, par le passé, hébergé des populations de corégones de l'Atlantique étaient naturellement acides dans une certaine mesure (Bradford 2017). Le pH observé variait, entre les trois lacs de la Petite Rivière, entre 6,0 et 4,5 et est considéré comme généralement élevé par rapport à celui des autres bassins hydrographiques de la côte sud de la Nouvelle-Écosse (Cook 2012). Les données paléolimnologiques et la surveillance plus récente de la qualité de l'eau montrent que le pH annuel moyen de ces trois lacs est régulièrement demeuré supérieur à 5,6 (Ginn *et al.* 2008; MPO 2009).

Dans les études menées en laboratoire, un pH réduit a abaissé le taux de survie de tous les stades biologiques du corégone de l'Atlantique (Cook *et al.* 2010). Des expériences contrôlées ont montré qu'un pH de moins de 5,0 peut réduire le taux de survie des œufs du corégone de l'Atlantique, tandis qu'un pH de moins de 4,5 fait baisser celui des larves et des juvéniles (Cook *et al.* 2010). Cook *et al.* (2010) ont défini les stades biologiques du corégone de l'Atlantique des plus sensibles aux moins sensibles :

Œuf > éclosion > larves = très jeunes juvéniles > juvéniles

Salinité

La tolérance du corégone de l'Atlantique à la salinité varie en fonction du stade biologique (Cook *et al.* 2010). Le taux de survie des larves a diminué légèrement, passant de 100 % en eau douce à 94 % et 92 % à 15 ppt et 30 ppt, respectivement. Les juvéniles et les adultes se sont révélés tolérants à la pleine salinité de l'eau de mer (Cook 2012). La hausse ontogénétique de la tolérance à la salinité se retrouve dans la préférence pour les niveaux de salinité marine chez les juvéniles (Cook *et al.* 2010). Les résultats expérimentaux indiquent que, quel que soit leur acclimatement à la salinité, les juvéniles préfèrent presque exclusivement les concentrations maximales d'eau de mer (30 ppm) (Cook *et al.* 2010). Les œufs fécondés ne tolèrent pas le sel et le corégone de l'Atlantique est, par conséquent, considéré comme un reproducteur obligé en eau douce (MPO 2009).

AUTRES CONSIDÉRATIONS BIOLOGIQUES

Transmission de maladies

Le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques fournit aux gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux un processus uniforme d'évaluation des répercussions potentielles du déplacement des organismes aquatiques entre des plans d'eau ou des installations (MPO 2003). Cette procédure d'autorisation des introductions et des transferts permet à chaque administration de collaborer avec les demandeurs afin de réduire les risques de propagation accidentelle de maladies ou de parasites, de modification de la constitution génétique des espèces indigènes ou d'autres répercussions négatives sur les écosystèmes environnants (MPO 2003). Un dépistage préalable bactériologique et virologique des poissons est requis dans le cadre du processus de demande de permis d'introduction et de transfert afin de veiller à ce que le milieu récepteur soit exempt de maladies et que les remises dans la nature de corégones de l'Atlantique n'introduisent pas de maladies (MPO 2003).

Interactions interspécifiques

Les interactions interspécifiques entre les espèces de poissons sont complexes et peuvent changer entre les différents stades biologiques. Elles peuvent prendre la forme de concurrence pour les ressources ou de prédation. On sait que deux espèces envahissantes, l'achigan à petite bouche et le brochet maillé, font partie des prédateurs du corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière. La présence d'espèces prédatrices envahissantes a le potentiel de réduire considérablement la probabilité que le corégone de l'Atlantique puisse soutenir un niveau de productivité lui permettant de persister (Bradford 2017). Les plans d'eau où l'achigan à petite bouche et le brochet maillé sont présents ne doivent pas être considérés comme des emplacements convenant à la remise dans la nature, particulièrement si l'objectif est d'établir des populations lacustres résidentes (Bradford 2017).

Les populations de corégones de l'Atlantique anadromes pourraient être moins vulnérables aux effets négatifs prononcés des prédateurs envahissants, car les adultes devraient être plus gros et, par conséquent, moins sensibles à la prédation directe (Bradford 2017). La plus grande taille se traduit également par une plus grande fécondité et, par conséquent, les adultes anadromes sont potentiellement capables de soutenir un niveau de productivité plus élevé (MPO 2009; Bradford 2017). De plus, leur temps de résidence dans les lacs (automne-hiver) coïnciderait avec une période de plus faible demande métabolique pour les espèces envahissantes qui résident en eau douce, ce qui signifie que le taux de prédation annuel sur les adultes anadromes pourrait être plus bas, par rapport aux adultes lacustres (Bradford 2017). Bien que l'on ne connaisse pas avec certitude le stade biologique de dévalaison pour le corégone de l'Atlantique, le temps de séjour dans les lacs des anadromes juvéniles sera largement inférieur aux deux à trois ans nécessaires pour atteindre la maturation sexuelle chez les populations lacustres et, par conséquent, réduira le risque total de mortalité due à la prédation par les espèces envahissantes (Bradford 2017).

L'omble de fontaine *(Salvelinus fontinalis)*, le baret *(Morone Americana)*, la perchaude (*Perca flavescens)* et l'éperlan arc-en-ciel *(Osmerus mordax)* sont des espèces indigènes qui coexistent avec le corégone de l'Atlantique, mais peuvent également se nourrir de ses œufs ou de ses premiers stades biologiques. Dans les lacs de la Petite Rivière, le corégone de l'Atlantique est connu comme prédateur des œufs du meunier noir (*Catostomus commersonii*) (BCAF 2015). En Europe, les corégonidés introduits ont eu des répercussions négatives sur les populations d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus)* en raison de la compétition directe (Sandlund

et al. 2011), un élément à peut-être prendre en compte pour déterminer les sites de remise dans la nature où vivent des populations d'ombles de fontaine.

Le risque potentiel de croisement entre le corégone de l'Atlantique et le grand corégone *(Coregonus clupeaformis)* devrait être faible (Bradford 2017). Bradford et Mahaney (2004) ont documenté la répartition des introductions historiques et naturelles de grands corégones. Il se peut que les deux espèces aient coexisté autrefois dans la rivière Tusket. Leur cooccurrence potentielle présente un faible risque et ne devrait pas amener à exclure un plan d'eau contenant des grands corégones de la liste possible des sites de remise dans la nature.

Interactions intraspécifiques

La concurrence à l'intérieur des cohortes de corégonidés et entre elles a été observée à des densités élevées, ainsi que du cannibalisme chez certaines espèces (CECPI 1994). On ne connaît pas la possibilité de compétition et de prédation intraspécifiques chez le corégone de l'Atlantique.

APPROCHE DE SURVEILLANCE ET INDICATEURS DE PERFORMANCE

L'indicateur de rendement ultime à long terme de tout programme de remise dans la nature devrait être l'établissement de populations autonomes. Les attributs d'une population autosuffisante sont définis comme des adultes en âge de frayer et une structure d'âge stable composée de plusieurs classes d'âge sur une zone prescrite (USFWS 2000). On décourage généralement les mesures continues de propagation, d'augmentation et de réintroduction (PAR) et leur durée devrait être limitée au temps nécessaire pour établir des populations autosuffisantes (UICN/Commission de survie des espèces 2013; McMurray et Roe 2017). Le temps nécessaire pour parvenir à l'autosuffisance est probablement long, et la combinaison de remises dans la nature sur plusieurs années et d'une surveillance adéquate après les lâchers devrait permettre de peaufiner la stratégie de remise dans la nature au fur et à mesure (George *et al.* 2009).

À l'aide de corégones de l'Atlantique capturés à l'état sauvage et gardés en captivité, les cibles de propagation de 12 500 – 15 150 larves/année devraient nécessiter une population constante d'environ 95 - 135 géniteurs adultes. Les indicateurs de performance à court terme d'un nouveau programme de propagation devraient viser à respecter ou dépasser les objectifs de survie obtenus par le Programme de propagation du Centre de biodiversité de Mersey de Pêches et Océans Canada, où le taux de survie des œufs jusqu'au stade d'œufs œillés était d'environ 0,5 et le taux de survie des larves d'environ 0,8 (Cook 2012; Whitelaw *et al.* 2015).

Une approche de surveillance après remise dans la nature doit combiner différentes techniques afin de permettre l'évaluation de tous les stades biologiques du corégone de l'Atlantique. Il est nécessaire de pouvoir évaluer la présence ou la survie, la croissance, la structure d'âge et la maturité sexuelle. L'approche de surveillance devra être adaptative pour tenir compte des caractéristiques des plans d'eau récepteurs, de l'objectif précis du programme de rétablissement, de l'objectif appliqué pour la stratégie du cycle biologique (c.-à-d. lacustres ou anadromes) et des installations disponibles pour assurer ou soutenir la surveillance à cet emplacement. L'approche adaptative permettra d'utiliser très efficacement les commentaires recueillis pendant la surveillance après remise dans la nature (Armstrong et Seddon 2008). Les techniques de surveillance devraient être normalisées, de manière à pouvoir être appliquées à

plusieurs emplacements et à permettre ainsi d'établir des comparaisons à l'intérieur des sites de remise dans la nature et entre eux.

Des incertitudes entourent le choix des techniques de surveillance du corégone de l'Atlantique. L'état de conservation de l'espèce limite les techniques à celles qui sont non effractives et ne causent pas de dommages à long terme aux individus capturés. Les efforts de surveillance antérieurs ont mis à l'essai différentes techniques, mais ont le plus souvent utilisé des filets-trappes flottants, une technique de collecte passive non sélective. Les filets-trappes flottants ont permis de recueillir des adultes lorsqu'ils sont présents en abondance modérée, mais ils sont peu efficaces lorsque l'abondance est réduite. Il n'a pas été possible d'évaluer leur efficacité sur le plan des captures. Les filets-trappes flottants ne sont pas conçus pour retenir les stades biologiques juvéniles. Ces dernières années, la collecte des stades larvaires et juvéniles a été possible avec l'ajout d'un piège rotatif dans le programme de surveillance.

L'élaboration et l'amélioration des techniques de surveillance seront un élément important de l'avancement du programme visant le corégone de l'Atlantique. Des techniques actives, comme les relevés hydroacoustiques et optiques, ont été mises en œuvre en tant que composantes principales des programmes de surveillance des corégonidés au Royaume-Uni (Bean 2003; Winfield *et al.* 2010), et il conviendrait d'évaluer leur application au corégone de l'Atlantique. La mise au point de techniques de relevé et de quantification de l'habitat pourrait aider à combler les lacunes dans les connaissances sur les exigences en matière de frayères du corégone de l'Atlantique, et à examiner les chevauchements de niche entre le corégone de l'Atlantique et les espèces envahissantes. De plus, l'abondance de la population de corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière n'a jamais été évaluée de façon quantitative. En cas de réussite, la mise au point de techniques permettant d'estimer quantitativement les populations réduirait l'incertitude entourant l'état actuel du corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière.

Sources d'incertitude

Connaissance imprécise des habitats propices et de leur utilisation

On ne connaît les exigences en matière d'habitat pour l'accomplissement du cycle de vie du corégone de l'Atlantique qu'en termes généraux. Les observations sur le terrain et les mesures associées au frai et à la progression de l'œuf au sous-adulte dans la nature sont rares pour la forme lacustre et inexistantes pour la forme anadrome (Bradford 2017). La désignation de l'habitat essentiel a été prudente et toutes les parties des lacs de la Petite Rivière sont considérées comme importantes en l'absence de preuves contraires (MPO 2009).

On ne connaît avec certitude ni l'étendue, ni les zones d'occurrence du corégone de l'Atlantique avant la colonisation de la Nouvelle-Écosse par les Européens (Bradford *et al.* 2004; 2015). Les rivières Tusket et Annis, qui partagent un estuaire commun dans le comté de Yarmouth, et la Petite Rivière, dans le comté de Lunenburg, définissaient l'aire de répartition mondiale au moment où l'espèce a été reconnue comme une espèce distincte en 1922 (Huntsman 1922). Ces éventualités historiques ajoutent de l'incertitude à la détermination des plans d'eau autres que la Petite Rivière qui offrent un habitat convenable pour le corégone de l'Atlantique, l'objectif d'accomplissement du cycle biologique (lacustre ou anadrome) pour la remise dans la nature, et à la définition des cibles de remise dans la nature par rapport à la capacité de charge de l'habitat (Bradford 2017).

Les mesures disponibles de la qualité de l'habitat sont limitées à la qualité de l'eau, plus précisément à la température de l'eau et au pH (Cook *et al.* 2010; Cook 2012). Un avis scientifique sur les emplacements où tenter d'élargir l'aire de répartition ne peut être que de

portée générale et n'importe quel bassin hydrographique de la Nouvelle-Écosse pourrait être considéré comme un site potentiel pour l'introduction du corégone de l'Atlantique, en particulier les bassins situés à l'intérieur des limites de son aire de répartition passée connue. La propagation naturelle et illégale continue d'espèces envahissantes dans toutes les hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse pourrait poser des problèmes pour choisir les emplacements des remises dans la nature, tant actuellement qu'à l'avenir.

Il n'existe pas de populations donneuses anadromes

Le corégone de l'Atlantique lacustre est la seule source de stock donneur pour faciliter toutes les activités de rétablissement, y compris celui de l'anadromie. Les perspectives de développement de populations anadromes au moyen de l'ensemencement sont, par conséquent, prises en compte sur la base des évaluations expérimentales de la tolérance à la salinité de descendants de parents lacustres (Cook *et al.* 2010).

Réhabilitation de l'habitat dans les lacs de la Petite Rivière

Des expériences de contrôle des espèces de poissons envahissantes (Halfyard 2010; MPO 2013; Biron 2015) indiquent que la menace émergente présentée par les prédateurs envahissants, l'achigan à petite bouche et le brochet maillé, dans les lacs de la Petite Rivière ne sera probablement pas gérée par leur éradication des lacs, des affluents et des voies interlacustres sans risque de causer des dommages au corégone de l'Atlantique (Bradford 2017). Les mesures de contrôle des espèces envahissantes fondées sur le retrait peuvent être efficaces pour réduire les répercussions des prédateurs comme l'achigan à petite bouche et le brochet maillé; cependant, on ne connaît toujours pas le temps nécessaire pour en tirer un avantage mesurable pour la population de corégones de l'Atlantique ou pour conserver la fonction des lacs de la Petite Rivière en tant qu'habitat du corégone de l'Atlantique (Bradford 2017).

Il n'est pas possible actuellement d'évaluer quantitativement les populations subsistantes

L'abondance de la population de corégone de l'Atlantique dans les lacs de la Petite Rivière n'a jamais été évaluée de manière quantitative et, par conséquent, son abondance, par rapport à la taille de la population minimale viable, est inconnue. On ne sait pas combien de corégones de l'Atlantique, quel que soit le stade biologique, peuvent être retirés de manière sécuritaire des lacs de la Petite Rivière à l'appui des activités de propagation.

Disponibilité continue des larves perdues

Des larves de corégone de l'Atlantique ont été interceptées en aval du barrage du lac Milipsigate à l'aide d'un piège rotatif en 2015, 2016 et 2017 (BCAF 2015; 2016; A. Breen, comm. pers.). Bien que la nature récurrente de ces collectes soit prometteuse, tant que l'on ne connaît pas la contribution du stock de frai des adultes, la disponibilité continue et le volume de ces collectes des larves demeurent incertains. Si le stade larvaire n'est pas disponible à l'avenir, il faudra trouver d'autres sources d'autres stades biologiques.

Il faut améliorer les programmes de surveillance

À l'heure actuelle, l'abondance du corégone de l'Atlantique a diminué en deçà des seuils de détection de l'équipement de surveillance déployé précédemment. Il faut mettre au point et améliorer de nouvelles techniques afin de pouvoir procéder à des échantillonnages directs non létaux et à des relevés indirects de tous les stades biologiques du corégone de l'Atlantique.

CONCLUSIONS ET AVIS

Le corégone de l'Atlantique est à risque élevé de disparition à l'échelle mondiale. Son aire de répartition mondiale a été limitée à environ 16 km^2 d'habitat essentiel dans les lacs de la Petite Rivière depuis au moins les trois dernières décennies et a diminué d'un tiers à la suite de l'établissement d'espèces envahissantes introduites illégalement.

L'introduction d'espèces prédatrices envahissantes (l'achigan à petite bouche et le brochet maillé) dans tout le reste de l'habitat essentiel du corégone de l'Atlantique demeure une menace émergente et importante pour la survie continue de l'espèce. L'achigan à petite bouche et le brochet maillé ne sont pas contrôlés actuellement et on ignore la taille de leurs populations. L'impact de la prédation exercée sur les corégones de l'Atlantique restants par ces espèces envahissantes, bien que non quantifié, est certainement important. Les mesures de contrôle fondées sur le retrait peuvent être efficaces pour réduire les répercussions des prédateurs sur la population de corégone de l'Atlantique; cependant, on ne connaît toujours pas le temps nécessaire pour en tirer un avantage mesurable ou pour conserver la fonction des lacs de la Petite Rivière en tant qu'habitat (Bradford 2017). Des mesures immédiates visant à établir des populations autosuffisantes de corégones de l'Atlantique dans des habitats où les espèces envahissantes ne sont pas présentes pourraient prévenir l'extinction.

La taille actuelle de la population ne permet pas d'envisager un simple transfert (le transfert de poissons directement à partir des lacs de la Petite Rivière dans un bassin versant où les espèces envahissantes ne sont pas présentes) comme approche viable pour étendre avec succès l'aire de répartition. Pour pouvoir élargir l'aire de répartition des populations dulcicoles ou anadromes, il faudra les propager afin d'avoir suffisamment de corégones de l'Atlantique pour atteindre des cibles de remise dans la nature offrant une probabilité raisonnable d'établissement de populations autosuffisantes. Des stades larvaires ont été recueillis chacune des trois dernières années à l'aide d'un piège rotatif situé en aval du barrage du lac Milipsigate. Ces larves sont considérées comme perdues pour la population, car l'absence de passage du poisson vers l'amont les empêche de retourner dans leur lac d'origine et elles sont exposées à un risque de mortalité élevé si elles se déplacent vers l'aval, où la menace constituée par les prédateurs est très importante. Le retrait de ces larves est considéré comme posant un faible risque pour la population existante des lacs de la Petite Rivière et fournit un stock de départ à l'appui du développement d'un stock de géniteurs pour commencer un programme de propagation.

À l'aide de corégones de l'Atlantique capturés à l'état sauvage et gardés en captivité, les cibles de propagation de 12 500 – 15 150 larves/année devraient nécessiter une population constante d'environ 95 - 135 géniteurs adultes. On prévoit des collectes sur plusieurs années dans les lacs de la Petite Rivière pour constituer les cibles de stock de géniteurs nécessaires. Les indicateurs à court terme de rendement du programme de propagation doivent comprendre les taux de survie des œufs et des larves d'après les précédentes expériences d'élevage du corégone de l'Atlantique. Il s'agira d'un projet de longue haleine, le paramètre de réussite à long terme étant l'établissement, en plusieurs endroits, de populations autosuffisantes affichant une structure d'âge stable. Il faut envisager de mettre au point et d'améliorer de nouvelles techniques de surveillance afin de pouvoir procéder à des échantillonnages directs non létaux et à des relevés indirects de tous les stades biologiques du corégone de l'Atlantique.

Les critères des sites convenant à la remise dans la nature pour les populations d'eau douce devraient inclure des systèmes qui : sont exempts d'espèces envahissantes ou comptent des obstacles au passage du poisson vers l'amont; maintiennent un pH >5,0; et sont suffisamment

grands et profonds pour fournir un hypolimnion bien oxygéné d'eau froide durant les conditions estivales. Les mêmes critères pourraient s'appliquer en général aux populations anadromes, mais il faudrait prévoir un système offrant un accès direct à la mer. Les exigences relatives à la qualité de l'eau et la propagation des espèces envahissantes risquent d'entraver les efforts visant à élargir l'aire de répartition de l'espèce à un ou plusieurs autres systèmes dans son aire de répartition historique présumée. C'est pourquoi il ne faut pas exclure des sites possibles de remise dans la nature les bassins hydrographiques des hautes terres du sud situés en dehors de l'aire de répartition historique présumée du corégone de l'Atlantique.

Il est très peu probable que les objectifs visant à établir d'autres populations d'eau douce (pour la survie) et des populations anadromes (pour le rétablissement) puissent être atteints sans une intervention humaine importante et à long terme.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Adams, C.E., Lyle, A.A., Dodd, J.A., Bean, C.W., Winfield, I.J., Gowans, A.R.D., Stephen, A., et Maitland, P.S. 2014. Translocation as a Conservation Tool: Case Studies from Rare Freshwater Fishes in Scotland. Glasg. Nat. 26: 17-24.

Armstrong, D.P., et Seddon, P.J. 2008. Directions in Reintroduction Biology. Trends Ecol. Evol. 23: 20-25.

Biron, M. 2015. Summary of the Control and Monitoring Activities for Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) in Miramichi Lake, NB, in 2013 and 2014. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1257.

Bluenose Coastal Action Foundation (BCAF). 2015. Atlantic Whitefish Recovery Project 2015 Report. Atlantic Whitefish Recovery Project Report on 2015 Field Activities. Consulté en mai 2018

Bluenose Coastal Action Foundation (BCAF). 2016. Atlantic Whitefish Recovery Project 2016 Report. Atlantic Whitefish Recovery Project Report on 2016 Field Activities. Consulté en mai 2018

Bean, C. 2003. A Standardised Survey and Monitoring Protocol for the Assessment of Whitefish, *Coregonus albula* (L.) and *C. lavaretus* (L.), Populations in the UK. Scottish Natural Heritage, Commissioned Report. 43 p.

Bradford, R.G. 2017. Supplementation Options to Aid Recovery of the Endangered Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*). Can. Manu. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3124.

Bradford, R.G., et Mahaney, C.M.B. 2004. Distributions of Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) Fry from the Lower Great Lakes Federal Hatcheries to Elsewhere in Canada and Beyond (Years 1878-1914). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1149.

Bradford, R.G., Longard, D.L., et Longue, P. 2004. Status, Trend, and Recovery Considerations in Support of an Allowable Harm Assessment for Atlantic Whitefish *(Coregonus huntsmani)*. Dartmouth (Nouvelle-Écosse), Pêches et Océans Canada. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/109.

Bradford, R.G., Bentzen, P., Campbell, D.M., Cook, A.M., Gibson, A.J.F., et Whitelaw, J. 2010. 2009 Update Status Report for Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/005. 39 p.

Bradford, R.G., Themelis, D., LeBlanc, P., Campbell, D.M., O'Neil, S.F., et Whitelaw, J. 2015. Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) Stocking in Anderson Lake, Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3142: vi + 45 p.

Cavender, T.M. 1970. A Comparison of Coregonines and other Salmonids with the Earliest Known Teleostean Fishes, p. 1-32. *In* Biology of Coregonid Fishes. Éditeurs : C.C. Lindsey et C.S. Woods. University of Manitoba Press, Winnipeg (Manitoba).

Cook, A.M. 2012. Addressing Key Conservation Priorities in a Data Poor Species. Thèse de doctorat, Université Dalhousie. 214 p.

Cook, A.M., Bradford, R.G., et Bentzen, P. 2014. Hydroacoustic Tracking of the Endangered Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*); Comparative Analysis from Wild and Hatchery Reared Populations. Environ. Biol. Fish. 97: 955-964.

Cook, A.M., Bradford, R.G., Hubley, B., et Bentzen, P. 2010. Effects of pH, Temperature and Salinity on Age 0+ Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) with Implications for Recovery Potential. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/055.

COSEPAC. 2000. Rapport de situation du COSEPAC sur le corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 37 p.

COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa.

Cowx, I.G. 1994. Stocking Strategies. Fish. Manag. Ecol. 1: 15-30.

Coyle, S., et Adams, C.E. 2011. Development of a Methodology for the Assessment of the Quality of Vendace Spawning Substrate and its Application to Sites in Scotland and northern England. Scottish Natural Heritage, Commissioned Report No. 308. 33 p.

MPO. 2003. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques. Pêches et Océans Canada, Ottawa. 61 p.

MPO. 2004a. Évaluation des dommages acceptables concernant le corégone atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapport sur l'état des stocks 2004/052.

MPO. 2004b. Proceedings of a Workshop on a Decision Support Tool for Stocking for Atlantic Whitefish. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2004/044.

MPO. 2006. Programme de rétablissement du corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement. Pêches et Océans Canada, Ottawa.

MPO. 2008. Évaluation des installations d'élevage en captivité dans le contexte de leur contribution à la conservation de la biodiversité. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/027.

MPO. 2009. Évaluation du potentiel de rétablissement du corégone atlantique (*Coregonus huntsmani*). Secr. can. de consult. Sci. du MPO, Avis sci. 2009/051.

MPO. 2013. Examen des activités de contrôle et d'éradication de 2010 à 2012 ciblant l'achigan à petite bouche dans le lac Miramichi au Nouveau-Brunswick. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/012.

MPO. 2016a. Programme de rétablissement modifié du corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*) au Canada [Proposition]. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa.

MPO. 2016b. Plan d'action concernant le corégone de l'Atlantique (*Coregonus huntsmani*) au Canada [Proposition]. Série de Plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa.

Dolson, R., McCann, K., Rooney, N., et Ridgeway, M. 2009. Lake Morphology Predicts the Degree of Habitat Coupling by a Mobile Predator. Oikos 118: 1230-1238.

Edge, T.A. 1987. The Systematics, Distribution, Ecology and Zoogeography of the Endangered Acadian Whitefish, *Coregonus canadensis* Scott, 1967, in Nova Scotia, Canada. Maîtrise en sciences, Université d'Ottawa.

Edge, T.A., et Gilhen, J. 2001. Updated Status Report on the Endangered Atlantic Whitefish, *Coregonus huntsmani*. Can. Field-Nat. 115: 635-651.

Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI). 1994. Guidelines for Stocking Coregonids. EIFAC Occasional Paper. No. 31. Rome, FAO. 18 p.

Fang, X., Jiang, L., Jacobson, P.C., Stefan, H.G., Alam, S.R., et Pereira, D.L. 2012. Identifying Cisco Refuge Lakes in Minnesota Under Future Climate Scenarios. Trans. Am. Fish. Soc. 141(6): 1608-1621.

Fang, X., Stefan, H.G., Jiang, L., Jacobson, P.C., et Pereira, D.L. 2016. Projected Impacts of Climatic Changes on Cisco Oxythermal Habitat in Minnesota Lakes and Management Strategies, p. 659-722. *In* Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation. Éditeurs : W.Y. Chen, T. Suzuki et M. Lackner. Springer International Publishing, Cham (Suisse).

Frankham, R. 1995. Effective Population Size/Adult Population Size Ratios in Wildlife: a Review. Genet. Res. 66: 95-107.

George, A.L., Kuhajda, B.R., Williams, J.D., Cantrell, M.A., Rakes, P.L., et Shute, J.R. 2009. Guidelines for Propagation and Translocation for Freshwater Fish Conservation. Fisheries 34: 529-545.

Ginn, B.K., Grace, L.C., Cumming, B.F., et Smol, J.P. 2008. Tracking Anthropogenic- and Climatic-related Environmental Changes in the Remaining Habitat Lakes of the Endangered Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) Using Palaeolimnological Techniques. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 18: 1217-1226.

Halfyard, E.A. 2010. A Review of Options for the Containment, Control and Eradication of Illegally Introduced Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2865.

Hasselman, D.J., Whitelaw, J., et Bradford, R.G. 2007. Ontogenetic Development of the Endangered Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani* Scott, 1987) Eggs, Embryos, Larvae, and Juveniles. Can. J. Zool. 85: 1157-1168.

Hasselman, D.J., Edge, T.A., et Bradford, R.G. 2009. Discrimination of the Endangered Atlantic Whitefish from Lake Whitefish by Use of External Characters. North Am. J. Fish. Manage. 29: 1046-1057.

Huntsman, A.G. 1922. The Fishes of the Bay of Fundy. Contrib. Can. Biol. 3: 49-72.

Union internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), Commission de la sauvegarde des espèces (SSC). 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN, Gland (Suisse).

Jacobson, P.C., Stefan, H.G., et Pereira, D.L. 2010. Coldwater Fish Oxythermal Habitat in Minnesota Lakes: Influence of Total Phosphorus, July Air Temperature, and Relative Depth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67(12): 2002-2013.

Jones, J.W., Hallerman, A.M., et Neves, R.J. 2006. Genetic Management Guidelines for Captive Propagation of Freshwater Mussels (*Unionidae*). J. Shellfish Res. 25: 527-535.

Luczynski, M. 1984. A Technique for Delaying Embryogenesis of Vendace *(Coregonus albula* L.) Eggs in Order to Synchronize Mass Hatching with Optimal Conditions for Lake Stocking. Aquaculture 41: 113-117.

Lyons, J., Parks, T.P., Minahan, K.L., et Ruesch, A.S. 2017. Evaluation of Oxythermal Metrics and Benchmarks for the Protection of Cisco (*Coregonus artedi*) Habitat Quality and Quantity in Wisconsin Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 00: 1-9 (0000). Consulté en septembre 2017 à partir des Articles e-First

McMurray, S.E., et Roe, K.J. 2017. Perspectives on the Controlled Propagation, Augmentation, and Reintroduction of Freshwater Mussels (Mollusca: *Bivalvia*: Unionoida). Freshwater Mollusk Biol. Conserv. 20: 1-12.

Sandlund, O.T., Hesthagen, T., et Brabrand, A. 2011. Coregonid Introductions in Norway: Well-intended and Successful, but Destructive. Advance. Limnol. 64: 345-362.

Scott, W.B., et Scott, M.G. 1988. Atlantic Fishes of Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 219.

Smith, K. 2017. *Coregonus huntsmani*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017. Consulté en mai 2018

Snyder, N.F.R., Derrickson, S.C., Beissinger, S.R., Wiley, J.W., Smith, T.B., Toone, W.D., et Miller, B. 1996. Limitations of Captive Breeding in Endangered Species Recovery. Conserv. Biol. 10: 338-348.

Themelis, D.E., Bradford, R.G., LeBlanc, P.H., O'Neil, S.F., Breen, A.P., Longue, P., et Nodding, S.B. 2014. Monitoring Activities in Support of Endangered Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) Recovery Efforts in the Petite Rivière Lakes in 2013. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3031.

Thomas, R., Fletcher, J.M., James, B., et Winfield, I.J. 2013. Assessment and Conservation of Gwyniad (*Coregonus lavaretus* (L.)) in Llyn Tegid, U.K.: Persistence in the Face of Eutrophication, Water Level Fluctuations and Ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) Introduction. Advanc. Limnol. 64: 363-376.

United States Fish and Wildlife Service (USFWS), National Marine Fisheries Service (NMFS). 2000. Policy Regarding Controlled Propagation of Species Listed Under the *Endangered Species Act*. Federal Register 65: 56916-56922.

Whitelaw, J., Manríquez-Hernández, J., Duston, J., O'Neil, S.F., et Bradford, R.G. 2015. Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) Culture Handbook. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3074: vii + 55 p.

Winfield, I.J., Fletcher, J.M., et James, B.J. 2010. Monitoring the Fish Populations of Bassenthwaite Lake and Derwent Water, 2009. Report to Environment Agency, North Wales Region. LA/C03461/5. 54 p.

Winfield, I.J., Adams, C.E., Bean, C.W., Durie, N.C., Fletcher, J.M., Gowans, A.R., Harrod, C., James, J.B., Lyle, A.A., Maitland, P.S., Thompson, C., et Verspoor, E. 2012. Conservation of the Vendace (*Coregonus albula*), the U.K.'s Rarest Freshwater Fish. Advanc. Limnol. 63: 547-559.

ANNEXES

Annexe 1. Nombre de corégones de l'Atlantique échantillonnés depuis 2000 par emplacement, par année et par méthode d'échantillonnage (A = pêche à la ligne, F = passe migratoire, G = filet maillant, S = senne, T = filet-trappe, R = piège rotatif). Modifié et mis à jour à partir de MPO 2009. Remarque : Le tableau ne comprend pas les rapports anecdotiques ou les observations occasionnelles, comme un poisson pêché en aval du barrage du lac Hebb en 2004 ou les poissons observés en aval du barrage du lac Milipsigate en 2008 et 2014. (= capture de larves et de juvéniles; NE = aucun effort; NA = non disponible pour la capture puisque les corégones de l'Atlantique n'ont pas été relâchés dans le lac Anderson avant novembre 2005).*

Emplacement	**00**	**01**	**02**	**03**	**04**	**05**	**06**	**07**	**08**	**09**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**16**	**17**
Estuaire de la Petite Rivière	0 (T)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
En aval du barrage du lac Hebb	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	0 (T)	NE	NE	NE	19 (F,R)	0 (F,T,R)	0 (F)	0 (F)	NA (F)
Lac Hebb	1* (S)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	24 (T)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	0 (T)	NE
En aval du barrage du lac Milipsigate	78 (A,S)	5 (A,T)	NE	1 (A)	NE	4 (A)	19 (S,A)	29 (S,A)	NE	NE	NE	NE	0 (T)	0 (T, S)	4* (R)	53* (R)	37* (R)
Lac Milipsigate	NE	NE	NE	7 (T)	NE	NE	0 (T)	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	0 (T)
Lac Minamkeak	NE	NE	NE	NE	19 (G)	NE	NE	NE	NE	2 (T)	NE	NE	NE	0 (T)	1 (G)	NE	NE
Totaux	**79**	**5**	**NE**	**8**	**19**	**4**	**19**	**53**	**0**	**2**	**NE**	**NE**	**19**	**0**	**5**	**53**	**37**
Lac Anderson	NA	NA	NA	NA	NA	NE	10 (T)	20 (T)	32 (T)	44 (T)	41 (T)	NE	2 (T)	NE	NE	0 (T)	0 (A)

Annexe 2. Définition des termes utilisés dans le présent document afin de décrire et d'étudier les options possibles pour permettre l'expansion de l'aire de répartition du corégone de l'Atlantique. Ces termes ont été tirés de la littérature associée aux organismes aquatiques (Snyder et al. 1996, Jones et al. 2006; George et al. 2009; UICN/Commission de survie des espèces 2013; McMurray et Roe 2017) (modifié à partir de Bradford 2017).

Terme	Définition
Augmentation	L'ajout de poissons propagés ou déplacés à une population existante.
Introduction	La relocalisation de poissons en dehors de leur aire de répartition indigène.
Propagation	La production d'individus à partir de stocks de géniteurs en captivité en vue de les réintroduire dans la nature.
Réintroduction	La remise dans la nature de poissons propagés ou déplacés dans un habitat situé dans l'aire de répartition historique de l'espèce où il n'y a plus de population.
Relocalisation	Le déplacement d'individus d'un endroit à l'autre, souvent mené en vertu du principe de sauvetage d'animaux exposés à une menace anthropique imminente.
Remise dans la nature	Le terme générique pour décrire un lâcher de poissons dans la nature.
Ensemencement	L'ensemencement de poissons dans l'aire de répartition historique naturelle de l'espèce en vue d'accroître l'abondance de populations qui se reproduisent naturellement. L'ensemencement implique l'intégration démographique intentionnelle de la propagation et de la production naturelle.
Transfert	Le déplacement de poissons capturés à l'état sauvage, ou de la descendance issue du frai artificiel de parents capturés à l'état sauvage, dans un emplacement non natal situé dans l'aire de répartition historique connue de l'espèce.

LISTE DES PARTICIPANTS

Name	Affiliation
Arany, Jillian	Confederacy of Mainland Mi'kmaq
Bennett, Lottie	MPO, Sciences, région des Maritimes
Bentzen, Paul	Dalhousie University, Halifax, N.-É.
Bradford, Rod	MPO, Sciences, région des Maritimes
Breen, Andrew	Bluenose Coastal Action Foundation
Broome, Jeremy	MPO, Sciences, région des Maritimes
Cook, Adam	MPO, Sciences, région des Maritimes
Delaney, Leanda	MPO, Gestion des écosystèmes, région des Maritimes
Goggin, Una	MPO, Sciences, région des Maritimes
Harris, Lei	MPO, Sciences, région des Maritimes
Hiltz, Tim	Public Service Commission of Bridgewater
Longue, Philip	Bluenose Coastal Action Foundation
Matt, Smith	Agence Parcs Canada
McIntyre, Tara	MPO, Sciences, région des Maritimes
Reid, Darrin	Agence Parcs Canada
Robichaud-LeBlanc, Kim	MPO, Gestion des espèces en péril, région des Maritimes
Showell, Mark	MPO, Sciences, région des Maritimes
Stevens, Greg	MPO, Gestion des ressources, région des Maritimes
Worcester, Tana	MPO, Sciences, région des Maritimes

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région des Maritimes
Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
1, promenade Challenger, C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Téléphone : 902-426-7070
Courriel : XMARMRAP@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2018. Stratégie d'établissement d'une ou de plusieurs populations autosuffisantes de corégones de l'Atlantique et création d'un cadre pour l'évaluation d'habitats lacustres propices Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/045.

Also available in English:

DFO. 2018. Stocking Strategy for the Establishment of Self-sustaining Atlantic Whitefish Population(s) and Development of a Framework for the Evaluation of Suitable Lake Habitat. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2018/045.